第 37 卷第 24 期
2017 年 12 月
生 态 学 报
ACTA ECOLOGICA SINICA
Vol.37,No.24
Dec.,2017

DOI: 10.5846/stxb201610112046
杜悦悦,胡熠娜,杨旸,彭建.基于生态重要性和敏感性的西南山地生态安全格局构建——以云南省大理白族自治州为例.生态学报,2017,37(24):8241-8253.
Du Y Y, Hu Y N, Yang Y, Peng J.Building ecological security patterns in southwestern mountainous areas based on ecological importance and ecological sensitivity: A case study of Dali Bai Autonomous Prefecture, Yunnan Province.Acta Ecologica Sinica,2017,37(24):8241-8253.

基于生态重要性和敏感性的西南山地生态安全格局构建

——以云南省大理白族自治州为例

杜悦悦[1],胡熠娜[1],杨 旸[2],彭 建[1,2,*]
1 北京大学城市与环境学院,地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871
2 北京大学深圳研究生院城市规划与设计学院,城市人居环境科学与技术重点实验室, 深圳 518055

摘要:生态安全格局构建是快速城市扩张背景下缓解生态保护和土地开发矛盾、保证区域生态安全的有效途径。源地和阻力面是生态安全格局构建的重要基础,当前阻力面构建多关注生态要素而忽视与区域典型生态问题相对应的生态过程表征。以西南山地地区——云南省大理白族自治州为研究区,选取生物资源保护、水资源安全和营养物质保持等生态系统服务评估生态重要性从而识别源地,基于地质灾害、土壤侵蚀、石漠化等生态敏感性构建生态阻力面,并运用最小累积阻力模型识别组团廊道和景观廊道,从而构建山地生态安全格局。研究表明,大理州生态安全源地总面积 14416.64 km^2,占全州土地总面积的50.93%;关键生态廊道分为组团廊道和景观廊道两类,分别长 404.7 km 和 208.4 km,以“一轴三带”形式呈树状辐射分布。生态安全格局中的生态源地和廊道应成为低丘缓坡土地资源开发中的禁止开发区。生态重要性源地识别和生态敏感性阻力面分析方法可为生态安全格局构建提供新思路,研究结果对于大理州山地城镇建设的用地选择和空间扩张提供定量指引。
关键词:生态安全格局;生态重要性;生态敏感性;关键生态廊道;源地;最小累积阻力模型;大理州

Building ecological security patterns in southwestern mountainous areas based on ecological importance and ecological sensitivity: A case study of Dali Bai Autonomous Prefecture, Yunnan Province

DU Yueyue[1], HU Yi'na[1], YANG Yang[2], PENG Jian[1,2,*]
1 *Laboratory for Earth Surface Processes, Ministry of Education, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing* 100871, *China*
2 *Key Laboratory for Environmental and Urban Sciences, School of Urban Planning and Design, Shenzhen Graduate School, Peking University, Shenzhen* 518055, *China*

Abstract: Ecological security in cities is attracting greater and greater attention owing to rapid urban expansion. Therefore, building ecological security patterns based on city landscapes is extremely meaningful and necessary for reconciling conflict between ecosystem conservation and land resource exploitation. Ecological sources and ecological resistance surfaces are important to ecological security patterns. However, previous studies regarding ecological resistance surfaces have mainly concentrated on the representation of ecological elements rather than ecological processes. In the present study, Dali Bai Autonomous Prefecture in Yunnan Province was used as the case study area. Ecological source patches were identified via evaluation of ecosystem service importance applying three aspects, namely biological resource protection, water security,

基金项目:国家自然科学基金面上项目(41271195)
收稿日期:2016-10-11; **网络出版日期:**2017-08-15
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: jianpeng@ urban.pku.edu.cn

and nutrient preservation. Ecological resistance surfaces were also built according to ecological sensitivity analysis from three aspects, i.e., rock desertification, geological disaster, and soil erosion sensitivity. Key ecological corridors were determined via the Minimum Cumulative Resistance model. The results demonstrated that the area of ecological sources was approximately 14416.64 km^2, with all of the ecological source areas accounting for 50.93% of the Dali Prefecture. The key ecological corridors were 613.1 km long, including 404.7 km of cluster corridors and 208.4 km of landscape corridors. These ecological corridors were distributed in a branch shape and radial pattern, which appeared as one axis and three belts. All ecological sources and corridors should be planned as exploitation-prohibited regions during development in this mountainous area. The analysis of ecological sources based on ecological service importance and ecological corridors based on ecological sensitivity provides a new method for the construction of regional ecological security patterns. The results can offer effective spatial layout guidance for low-slope hilly land development in mountainous areas.

Key Words: ecological security patterns; ecological importance; ecological sensitivity; key ecological corridors; ecological source; Minimal Cumulative Resistance model; Dali Prefecture

快速城市化进程中人类活动对生态系统的强烈干扰日益成为 21 世纪区域生态安全和社会-生态系统可持续发展的新挑战[1-2]。生态安全格局(ecological security patterns, ESP)是支撑城市自然生命系统、维系生态安全、实现精明增长的有效途径[3]。对应于生态系统完整、结构合理、功能正常发挥等生态安全重要内涵[4],生态安全格局以生物多样性保护[5]、景观恢复[6]、生态系统服务供给保障为目标,评析关键自然、人为要素与过程的生态环境效应及对生态安全影响的作用程度,识别对维持区域生态系统发展具有关键意义的点、线、面,从而构建多层次空间优化配置方案[7]。作为生态安全分析与评价的重要研究方法[8],生态安全格局试图为缓解生态保护和土地开发矛盾提供基本空间保障[9]。

随着近十年我国学者的持续高度关注,生态安全格局研究的概念与理论基础、设计原则与方法逐渐成熟。除基于生态约束诊断的单要素生态安全格局综合叠加方法外[10-11],依据景观生态学和景观生态规划原理[12],应用最小累积阻力模型(Minimal Cumulative Resistance, MCR)识别重要斑块(源地)间的现状/潜在生态廊道已成为生态安全格局研究的主流范式[13]。源地和阻力面是生态安全格局构建的重要基础,源地识别探讨整体较为充分,而阻力面的构建有待继续深化研究。目前,生态源地识别方法呈现多样化的研究局面,基于不同的目标与侧重,或直接选取生物多样性丰富的自然保护区[5,14];或从生态系统服务热点区出发,通过生态系统服务价值当量赋值[15]及综合指标体系评估[16-18]明晰生态系统服务重要性格局;或在兼顾斑块自身功能属性的同时考量其在景观格局中的结构重要性[19]。阻力面的构建普遍基于土地覆被类型、坡度等生态要素赋阻力系数[20-21],或进一步用不透水表面指数、夜间灯光数据修正以增强阻力面空间异质性[22-23],但针对区域典型生态问题、聚焦生态过程层面诠释 MCR 模型的研究相对较为少见。

云南省大理白族自治州(以下简称大理州)位于滇西北山区,生态系统类型多样、动植物资源丰富但生态较为敏感,面临地质灾害、石漠化、水土流失、高原断陷湖泊污染等风险,且近年来人类活动干扰较强的局部区域已出现植被覆盖减少、生境质量退化的趋向[24]。面对西南山区土地资源短缺的先天不足,云南省于 2011 年提出“推动城镇向山坡、丘陵发展”、“城镇朝着山坡建、良田留给子孙耕”等国土开发目标,大理州作为试点地区之一,既迎接着建设用地空间拓展的机遇,又面临着区域生态系统保护的挑战[25]。基于此,本文以大理州为例,甄别城市扩张的生态约束和区域保护的关键生态问题,聚焦其背后的生态系统格局与功能,围绕生物资源保护、水资源安全、营养物质保持等生态系统服务,综合评价生态重要性以识别生态源地;基于地质灾害、土壤侵蚀、石漠化等典型生态过程,明晰生态系统自身面对自然或人为干扰时的敏感程度,并依此构建生态阻力面;运用最小累积阻力模型识别关键生态廊道,从而构建生态安全格局,以期为大理州在生态环境保育的前提下优化和新增建设用地、建设低丘缓坡新型山地城镇提供决策建议。

1　研究区概况

大理白族自治州位于云南省中部偏西,云贵高原与横断山脉的结合部位,地跨 98°52′—101°03′E, 24°40′—26°42′N,土地总面积约为 28308.78 km^2,其中 90%以上均为山区,是典型的西南山地地区,也是国土资源部"低丘缓坡城镇上山"战略的重要实践区域。大理州地势西北高、东南低(图 1),地貌复杂多样,滑坡、泥石流等地质灾害频发,部分区域土壤侵蚀、石漠化严重,生态环境相对脆弱[26]。在亚热带低纬高原季风气候的背景下,受不稳定季风环流和不同天气系统的影响,州内干旱、低温、洪涝、霜冻等气象灾害较多。

大理州土地利用类型中自然生态系统是景观基质(图 1),林地、草地、水域和湿地的面积占全州土地总面积的 76.06%,人工或半人工生态系统比例较低,建设用地只占 2.23%;作为生物多样性热点区,在野生动植物种质资源保存和开发上具有独特的区位优势和资源优势。大理州水资源相对丰富,分属怒江、澜沧江、红河和金沙江四大水系,州内有大小河流 160 余条以及洱海等天然湖泊 8 个,水资源总量 134.36 亿 m^3,为当地灌溉、发电、居民生活提供便利的同时,水域生态系统也面临农业、旅游业及低丘缓坡建设开发可能带来的污染风险。大理州建设开发的迫切性、生态系统的脆弱性和特殊性使得该州生态安全格局的构建既十分必要又面临挑战。

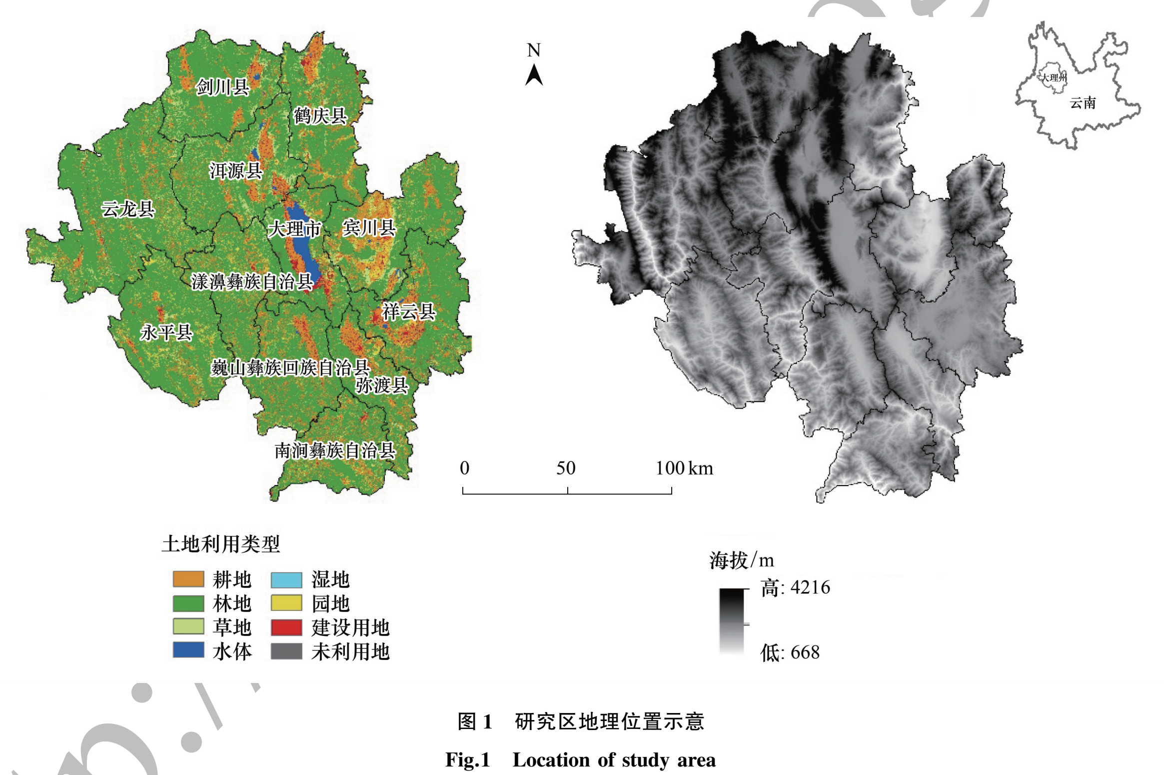


图 1　研究区地理位置示意

Fig.1　Location of study area

2　研究方法

2.1　数据来源与预处理

本研究使用数据主要包括土地利用数据、DEM 数据、植被类型数据、土壤数据、地质灾害类型数据。其中,大理州土地利用数据为 2010 年 30 m 栅格分辨率的 Landsat 遥感图像解译结果,影像源自国际科学数据服务平台;DEM 数字高程数据为 30 m 分辨率的栅格,来自中国科学院计算机网络信息中心(地理空间数据云)GDEM 数据集,由此生成坡度数据;植被类型源自云南大学生态学与地植物学研究所编制的云南省 1:25 万植被图和林业科学数据中心相关森林资源数据;岩性、地质灾害隐患点位置及地质构造空间分布数据矢量化自大理州地质灾害防治相关图件;土壤数据和喀斯特地形数据分别由大理州土壤类型图和地形地貌图矢量化得到;水源保护区、蓄滞洪区、河流水系等数据来自大理州河流水系分布图的矢量化;降水数据源自中国气象科

学数据共享网的中国地面累日值数据(1981—2010 累年 20—20 时日降水量),多年平均后按薄板样条函数插值方法插值得到;NDVI 数据来自于中国科学院计算机网络信息中心(地理空间数据云)MOD13Q1 数据集,预处理过程中对 2010 全年的 NDVI 产品求年平均。本研究的基本空间单元为 30 m 分辨率的栅格。

2.2 生态重要性评价

生态重要性评价是基于生态系统要素本底特征,度量生态系统服务的输出和生态过程的维持;通过分析生态系统服务格局及其分异规律,明晰各种生态系统服务的重要区域,进而筛选出具有重要生态价值的关键斑块作为生态安全格局源地加以保护。西南山地生态环境往往相对脆弱,生态系统结构、功能的稳定对于区域生态安全的意义更加重要[23,27]。参考相似案例对西南山地生态系统的刻画和关注[20,23,28-32],结合大理州水源丰富、动植物种类多样、洪涝灾害较多等特点,针对陆域、水域生态系统,从生物资源保护重要性(w=0.5)、水资源安全重要性(w=0.3)及营养物质保持重要性(w=0.2)三方面开展生态重要性综合评价。三项单一重要性结果均采用自然断点法分级成极重要(4)、重要(3)、较重要(2)、一般(1)共 4 个等级,生态重要性综合评价结果由各分维度的分级值加权叠合后再分 4 级得到(表 1)。

在生态重要性评价中,生物资源保护重要性参照陈利顶等[33]提出的源汇景观与生物多样性保护相关理论,用以刻画特定生态系统对维护大理州生物多样性所发挥的作用;其基于生态系统结构和功能视角开展度量,通过土地利用类型指标和生境重要性系数分级的结果相乘后再分级得到。其中,着眼于生态系统结构视角,不同土地利用类型组成或支撑的生态系统在结构复杂性、空间异质性、景观连通性等方面有差异,故其作为生物栖息地保持生物资源的能力有所区别:人类干扰较少、生态空间完整的土地利用类型如林地、湖泊、湿地等较利于物种交流、生态过程形成和生态系统服务传递,更多地发挥“源景观”作用,因而属于生物资源保护重要性最高等级 4;灌木林、水库的生物资源保护重要性稍次赋值 3,耕地、草地、园地赋值 2,其他土地则赋值 1。着眼于生态系统功能视角,生物多样性服务功能高的地方一般而言能为物种提供良好生境。在谢高地等[34]制定的生物多样性服务当量基础上加以修正,分别计算出大理州耕地、林地、草地、水体、湿地、园地、建设用地、未利用地的生物多样性服务当量,作为该土地利用类型的生境重要性系数,并按照 0—1.85、1.85—3.67、3.67—5.95、5.95—7.89 分别赋重要性等级为 1、2、3、4[27]。

表 1 生态重要性评价指标体系

Table 1 Index system for assessing ecological importance

目标层 Target layer	因素层 Factor layer	指标层 Index layer
陆域生态系统生态重要性	生物资源保护	土地利用类型
Ecological importance of		生境重要性
terrestrial ecosystems	水资源安全	距河流水系距离
		洪水调蓄区
		林地类型
		水源保护区
水域生态系统生态重要性	生物资源保护	土地利用类型
Ecological importance of		生境重要性
aquatic ecosystems	营养物质保持	湖泊湿地汇水区重要性、位置及其所在河流级别

水资源安全重要性从保障区域洪水安全以及水资源保护两个方面分析。前者基于河流缓冲区距离与洪水调蓄区进行分级赋值,后者则关注林地的水源涵养能力以及水源保护区[35];取 4 个指标重要性的最高等级作为水资源安全重要性的最终结果[27]。营养物质保持重要性关注评价地区因 N、P 流失可能造成的面源污染、湖泊水体富营养化后果及其严重程度[35]。根据大理州的河流水系图,划分出重要湖泊湿地和一般湖泊湿地;继而根据湖泊湿地的重要性及其所在河流的级别、湖泊湿地在河流上的位置,对湖泊湿地汇水区营养物质保持重要性进行评价(表 1),并基于 GIS 叠置分析形成营养物质保持重要性分布图[36]。其中,1—3 级河流上游重要湖泊湿地因营养物质保持重要性最高赋值 4;1—3 级河流上游一般湖泊湿地、中游重要湖泊湿地,以及

4—5 级河流上游重要湖泊湿地赋值 3;1—3 级河流中游一般湖泊湿地、下游重要湖泊湿地,以及 4—5 级河流上游一般湖泊湿地、中游重要湖泊湿地赋值 2;其余赋值为 1。

2.3　生态敏感性分析

生态敏感性是生态系统对内外因素综合作用所引起的环境变化响应程度,用来反映产生生态失衡与生态环境问题的可能性大小[37]。中国西南山地地质构造活动强烈、地形地貌复杂、气候条件多变,地震及各类次生地质灾害相对频发,其干扰野生动植物生境和区域生态系统服务[27,38],往往成为山地生态安全格局构建及山地生态系统相关研究的关注重点[23,39]。与此同时,云贵喀斯特地区长期以来水土流失严重、石漠化分布广泛,亦加剧生态脆弱性和生态敏感性,威胁生态安全。因此,基于西南山地生态安全格局构建相关文献调研[20,23,28-32],同时参考《全国生态功能区划(修编版)》[40]对生态敏感性评价方法和依据的描述,大理州生态敏感性分析最终从土壤侵蚀敏感性、地质灾害敏感性、石漠化敏感性展开,3 个分维度敏感性均划分为 1—5 级,级别数值越大敏感性越高(表 2)。最后依据短板效应法原理,生态敏感性综合评价结果取 3 种影响因素敏感性等级最高值。

表 2　生态敏感性评价指标体系

Table 2　Index system for assessing ecological sensitivity

目标层 Target layer	因素层 Factor layer	指标层 Index layer
生态敏感性 Ecological sensitivity	土壤侵蚀	降雨量、土壤质地、地形起伏、植被覆盖
	地质灾害	土壤侵蚀量、植被覆盖、坡度、岩性、地质构造、地质灾害隐患点影响范围、影响强度
	石漠化	坡度、植被覆盖、喀斯特地貌

地质灾害敏感性指地质灾害的潜在影响,即考虑地质灾害易发性的基础上划出潜在地质灾害影响范围并根据影响强度的不同进行分级,地质灾害潜在影响越大则地质灾害敏感性越高[27]。具体方法是在地质灾害隐患点影响范围内依据如下公式计算:

$$DE = P \times T \times (1 - \beta) \tag{1}$$

式中,DE 代表地质灾害的潜在影响或灾害敏感性,P 为地质灾害易发性(即灾害发生概率),T 为地质灾害影响强度,β 为距离衰减系数。地质灾害隐患点影响范围依据表 3 划定。地质灾害隐患点的灾害易发性则依据土壤侵蚀量、植被郁闭度、坡度、地层岩性、地质构造 5 个因子进行评价[25]。

表 3　大理州地质灾害隐患点影响范围及强度

Table 3　The reach and impact of geo-hazard in Dali Prefecture

灾种 Types of geological disasters	最强影响半径 Strongest impact radius/m	中等影响半径 Medium impact radius/m	较轻影响半径 Relative weak impact radius/m	影响强度 Impact strength	影响范围 Impact range
滑坡 Landslide	<450	450—900	—	4	缓冲区内低于灾点高程区域
崩塌 Collapse	<600	600—1200	—	2	缓冲区内低于灾点高程区域
泥石流 Debris flow	<1000	1000—2000	2000—4000	5	缓冲区内低于灾点高程区域
地裂缝 Ground fracture	<1000	1000—2000	—	1	缓冲区覆盖范围
地面塌陷 Ground collapse	<1000	1000—2000	—	3	缓冲区覆盖范围
不稳定斜坡 Unstable slope	<1000	1000—2000	2000—4000	4	缓冲区内低于灾点高程区域
衰减系数 Decay coefficient/%	0	50	75	—	—

注:“—”表示此项无值或未划分此项,如泥石流等高危险性地质灾害影响波及较广,可按影响强弱划分三个距离范围,滑坡、地裂缝等影响波及相对较小,按影响强度划分为 2 个距离范围

土壤侵蚀敏感性指自然环境条件综合影响下发生土壤侵蚀的可能性,通过 RULSE 模型计算土壤侵蚀量[41],基于 10、25、80、150 等阈值划定土壤侵蚀敏感性 5 个等级,较大的侵蚀量对应较高的土壤侵蚀敏感性

及其等级[25]。石漠化敏感性评价则是将地形(15°、25°、35°划分的 4 个坡度等级)、地貌(是否喀斯特地貌)、植被覆盖(20%、50%、70%划分的 4 个等级)等因子分级赋值并确定敏感性等级最高的因子值为该项最终得分。

2.4 生态安全格局构建

生态安全格局构建的核心步骤包括生态源地识别、生态阻力面构建和关键生态廊道提取。其中,生态源地是物种或生态事件向外扩散的起点,可以促进生态过程的发生和发展,是保障区域生态安全的关键区域[18]。生态源地的识别以生态重要性评价为基础,参考研究区总面积及土地利用类型分布,提取出一定面积比例的生态价值较高、生态重要性较强的斑块作为源地斑块,以确保生态过程完整性和生态系统服务连续性得以较好维护。

生态源地之间生态廊道的提取基于最小累积阻力模型(Minimum Cumulative Resistance, MCR)完成,其中生态阻力面的构建参考俞孔坚等[3,10]、尹海伟等[14]、王洁等[15]的定义,认为生态系统对自然或人为干扰越敏感,其产生生态环境问题乃至生态失衡的可能性越大[37],生态过程、生态功能通过该生态系统空间区域进行流动或传递的阻力会越强。因而,基于研究区典型生态问题诊断,选取地质灾害敏感性、石漠化敏感性与土壤侵蚀敏感性并进行综合评价。基于生态敏感综合性评价结果给各栅格赋阻力系数(表 4)[42],从而得到生态阻力面。

表 4 基于敏感性的生态阻力系数

Table 4 Resistance coefficient associated with ecological sensitivity

敏感性评价等级 Ecological sensitivity level	生态敏感性程度 Ecological sensitivity degree	生态阻力系数 Coefficient of ecological resistance
1	不敏感	1
2	轻度敏感	3
3	中度敏感	5
4	高度敏感	7
5	极敏感	9

以生态安全源地斑块的中心点作为生态结点,分别以每个结点为中心,以剩余的 $n-1$ 为目标点集群,通过 ArcGIS 10.2 的 cost distance 工具得到 n 条基于图层(BEST_SINGLE)的最小耗费路径,即为关键生态廊道(n 为生态结点总数)。考虑到由于生态敏感性区域的阻隔,研究区关键生态廊道不能连接成网络而是被分成不同的组团,这些关键生态廊道的主要功能在于实现组团内部生态结点之间的连通与生态过程的连贯性,故将其定义为组团廊道。

为使全州所有生态源地斑块之间连成生态网络,更好地实现生态景观的生态系统功能,需要识别组团之间的连接廊道。为此,以断开连接的生态结点为源,向除最小耗费路径连接的目的地以外的其他目的地求最小累积耗费廊道,即寻求基于图层的次小耗费路径廊道。因为这些次小耗费路径廊道的目标在于实现景观尺度上生态功能的畅通与生态斑块的连通,故将其定义为景观廊道。景观廊道与组团廊道共同构成研究区的关键生态廊道。

3 结果分析

3.1 基于生态重要性的源地识别

将生物资源保护重要性、水资源安全重要性、营养物质保持重要性评价结果的栅格图层加权叠置得到大理州生态重要性空间分异,继而依据自然断点法划分为极重要区、重要区、较重要区、一般重要区(图 2)。结果表明,生态极重要地区总面积为 7086.34 km^2,占全州总面积的 25.03%,重点分布在澜沧江、怒江、黑惠江等重要河流沿岸和洱海、此碧湖等主要湖泊湿地,主要为保障水资源安全,大理、漾濞、云龙、永平等县市分布较

为集中。生态重要地区总面积 7330.30 km^2,占全州总面积 25.89%,大致分布在极重要地区边缘地带,主要为营养物质保持、生物资源保护。生态较重要地区总面积 9843.56 km^2,分布广泛。生态重要性一般地区总面积 4048.59 km^2,占全州总面积 14.30%,相对集中分布在大理州的东部,宾川、祥云两县为主要区域。

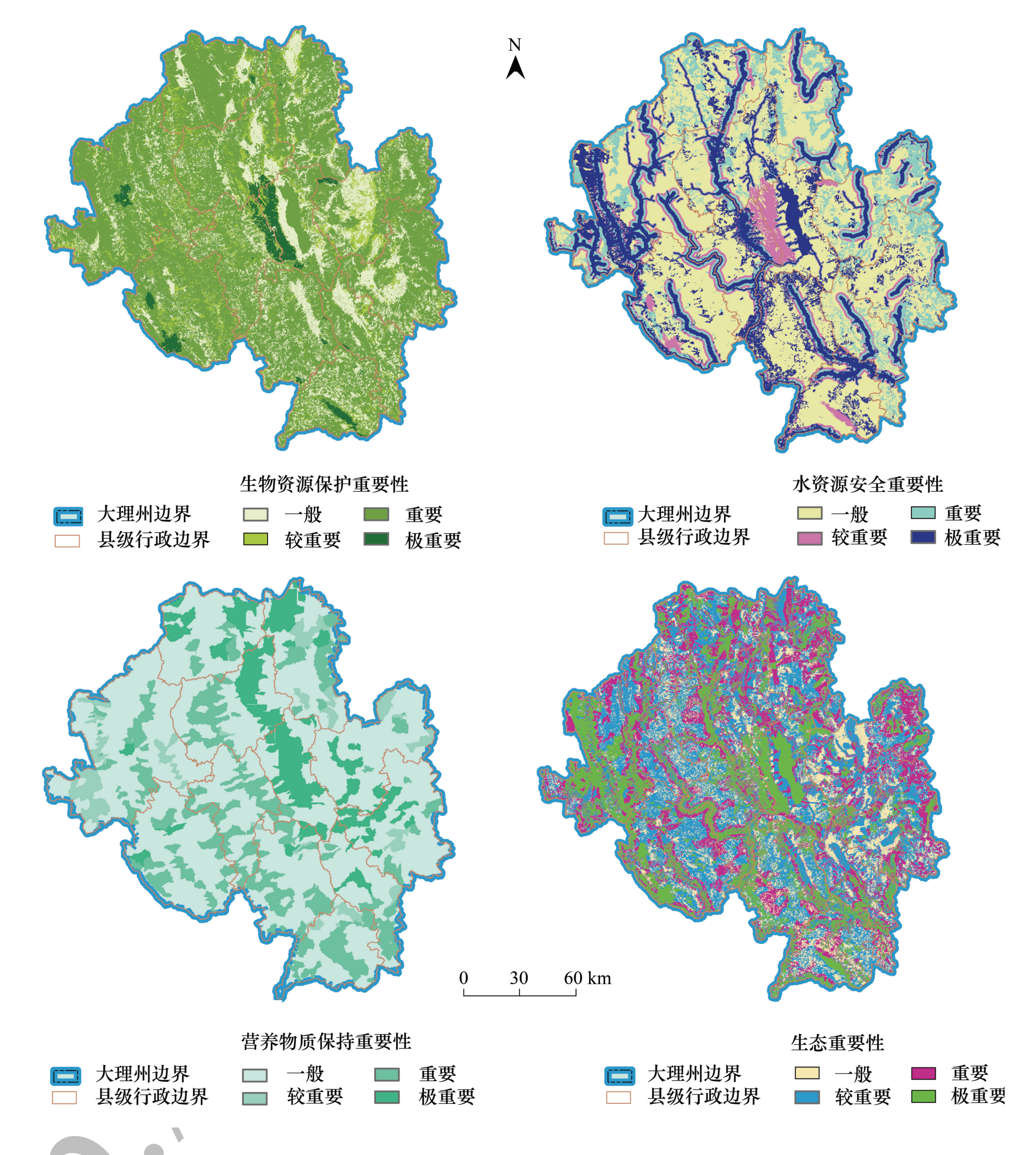


图 2　大理州生态重要性空间分异

Fig.2　Spatial distribution of ecological importance in Dali Prefecture

选取极重要斑块和重要斑块作为生态安全格局的源地,其占大理州总面积的 50.92%,源地面积占比与大理州生态本底状况及研究区现行环境保护与生态建设规划相关要求基本吻合。就景观组分而言,源地以林地为主,林地源地占全州生态源地总面积的 84.55%,其次是耕地、草地、水体,三者面积占比 12.36%;建设用地和未利用地生态价值较低,大部分为非源地,但仍有 20.36%的建设用地和 18.17%的未利用地或因临近主干河流及重要的湖泊湿地,可在洪水渲泄、N/P 流失防治等方面发挥一定作用而成为大理州生态源地的一部分。

就区域分布特征而言,云龙县生态安全源地面积最大,占大理州生态安全源地总面积的 17.39%;其次为永平、鹤庆等,弥渡生态安全源地最少,仅占全州源地的 4.94%。此外,与全州源地组成趋势保持一致,大理州 12 个县市的生态源地全部以林地占绝对优势,均占到相应县市生态源地总量的 60%以上(其中祥云占到 90%以上),其次是耕地和草地,但在大理、祥云和永平除外。其中,大理市的生态源地中水体比例为 25.56%,数倍

于 5.78%的耕地和 2.58%的草地,其境内的洱海作为云南省第二大淡水湖,构成该市水体源地面积的重要组成;祥云县境内莲花湖、青海湖湖区控制流域超过 100 km^2,水体面积较广,水体源地占该县源地总面积的 2.46%,仅次于耕地的 2.73%,超过草地的 1.51%;永平县园地源地占比 3.61%,仅次于耕地源地在该县源地占比的 3.86%,超过草地源地面积占比的 3.15%(图 3)。

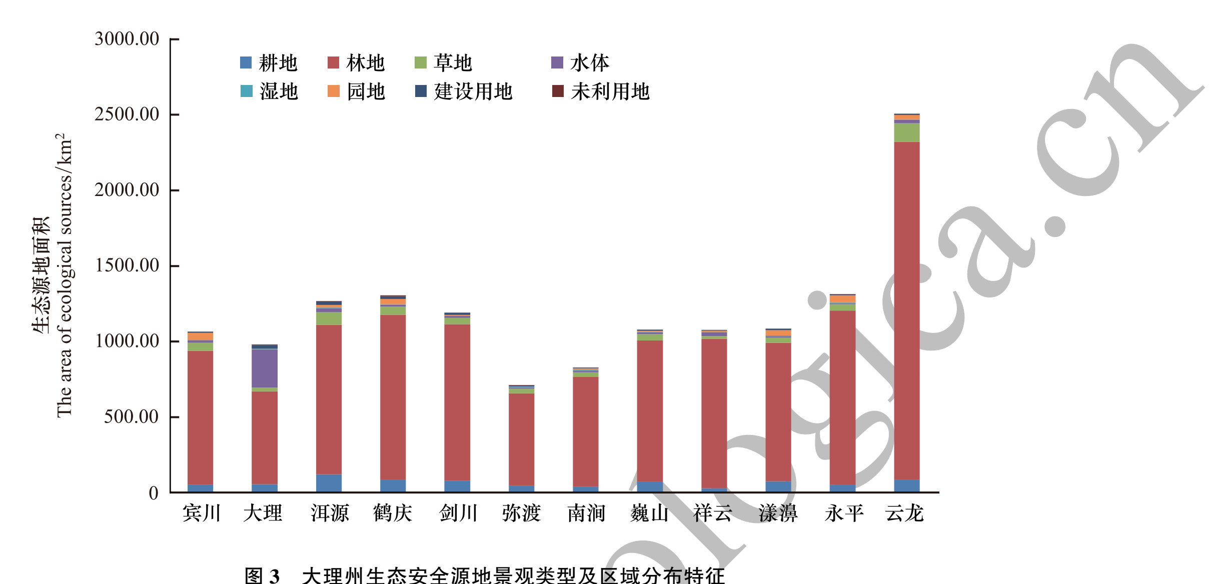


图 3 大理州生态安全源地景观类型及区域分布特征

Fig.3 Distribution and composition of ecological source in Dali Prefecture

3.2 关键廊道识别及生态安全格局构建

基于土壤侵蚀敏感性、地质灾害敏感性、石漠化敏感性,将 3 种影响因素敏感性等级最高值作为生态敏感性综合评价结果,从而得到大理州极敏感、高度敏感、中度敏感、轻度敏感和不敏感地区的空间分异(图 4)。研究表明,生态极敏感区为 317.31 km^2,占全州面积的 1.12%,多分布在剑川的东部、鹤庆的西部、洱源的北部、云龙的南部以及南涧的中部、北部,主要为地质灾害易发地区。高度敏感区基本沿极敏感区的边缘分布,此外还包括了漾濞的东北部,其面积为 1108.98 km^2,占大理州的 3.92%。中度敏感区总面积 3598.29 km^2,占全州总面积的 12.71%,分布在高度敏感区的边缘地带,集中在弥渡和漾濞两地。轻度敏感区范围较大,占全州总面积的 18.70%;而不敏感区范围最为广泛,在大理州内面积占比达 63.55%。

生态廊道是生态源地之间的连接,作为能量和物质流动的载体,是保持生态流、生态过程、生态功能、能量在区域内连续、连通的关键生态用地[5]。利用 ArcGIS 中的 cost distance 工具,基于源地和阻力面图层(阻力面依表 4 规则由生态敏感性栅格图层赋阻力系数得到),构建最小累积耗费廊道和次小耗费路径廊道,分别对应组团廊道和景观廊道,如图 5 所示。经统计,14 条组团廊道总长度约 404.7 km,5 条景观廊道总长度约 208.4 km。景观廊道并不是最小累积耗费路径,其累积阻力相对较大,受到人类干扰、城市建设用地阻隔明显,面临威胁较大,需要加强重视与保护,确保景观网络的整体连通性。

生态安全格局是在一定社会、经济发展和生态保护目标的约束下,由一系列功能各异、相对独立的景观单元结合各类生态廊道构成的,能恢复或保持对区域生态系统有重要作用的生态过程畅通,从而保障区域生态安全的最优空间格局[3,10]。大理州生态安全格局由生态安全源地和关键生态廊道组成(图 5):生态源地主要分布在大理市的苍山、漾濞县的东北部、永平县的西部、南涧县的南部以及云龙县的中部地区。其生态用地比例较高、生境质量良好,河网密布、水系发达,澜沧江、怒江、黑惠江等重要河流穿区而过,洱海、茈碧湖等主要湖泊湿地在区内集中分布,为生物资源保护、水资源安全和营养物质的保持提供了重要保障。连接生态结点的关键廊道呈树状辐射分布,从总体趋势看可总结为“一轴三带”;其中,“一轴”即为贯穿大理州南北方向上的生态廊道,实现全州南北方向上生态过程的连贯性、生态功能的延续性;“三带”分别指由云龙县向东北延伸至洱源县、剑川县、鹤庆县的关键生态廊道,由永平县西部连接至漾濞县东北部的关键生态廊道,由南涧县

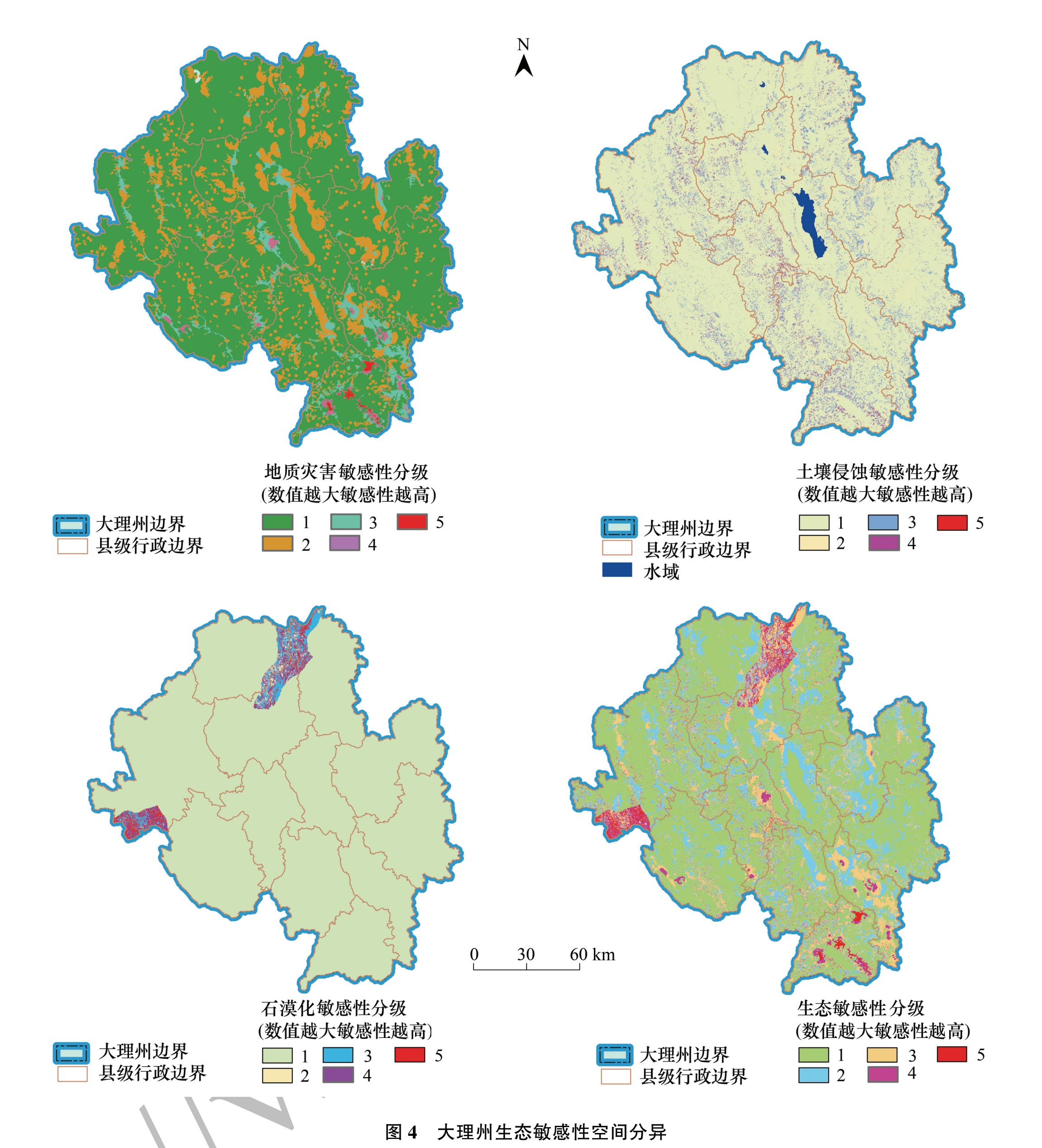


图 4　大理州生态敏感性空间分异

Fig.4　Spatial distribution of ecological sensitivity in Dali Prefecture

延伸至弥渡县的东北西南方向上的传递通道。

4　讨论

将大理州 28 个自然保护区与生态安全格局叠加可发现,分布格局方面,自然保护区基本都落入大理州生态源地范围内(图 6),包括大理苍山洱海国家级自然保护区、剑川剑湖湿地省级自然保护区、弥渡太极顶州级自然保护区等。数量统计方面,28 个自然保护区与全州生态源地具有较高的总体重合率(70.78%),其中 17 个保护区与源地重合率超过 50%,8 个保护区与源地重合率在 80%以上,最高可达 94.01%(图 7)。生态保护目标方面,28 个自然保护区分为内陆湿地、地质遗迹、森林生态、野生动物等四种类型,主要保护对象涉及高原断层湖泊、地下水资源、湿地生态系统、苍山冷杉、野茶树、小熊猫、长臂猿、蝴蝶、越冬水禽、迁徙候鸟等,与生态源地识别中的生物资源保护重要性、水资源安全重要性及营养物质保持重要性等目标高度契合。上述空间、数量、内涵信息共同说明生态安全格局的构建结果较为可靠。

生态安全格局划定为山地城镇建设的用地选择提供控制依据,安全格局中的生态源地与生态廊道可设为

禁止建设区;未来城市发展应以苍山洱海作为全州核心保护区,同时保护周边紫金山、达鹰山、罗锅山等重要山体,并强化对研究区河流水系及湿地、风景名胜区核心区、连片基本农田、饮用水源保护区等生态空间的管制,维持区域关键生态屏障,最终实现大理州生态友好、环境优美的山地城镇格局。

生态安全格局构建往往以格局组分及其关系的描述和表征为终点,认为基于被认可的理论基础构建的生态安全格局即是合理的,但科学研究的结果往往需要经过独立的或者事实的检验方能更好地验证其准确性。除本文尝试的自然保护区与生态安全格局叠置对比分析方法之外,生态安全格局构建有效性评价的其他定性或定量化研究方法也日益为学者重视[13]。例如,结合区域现有控制管理手段和政策,讨论基本生态控制线范围是否可以保护大部分重要源地斑块[19];基于生态足迹和生态承载力原理结合 SWOT 分析,讨论科技新城景观生态安全格局在空间规划层面的可持续性[43];基于

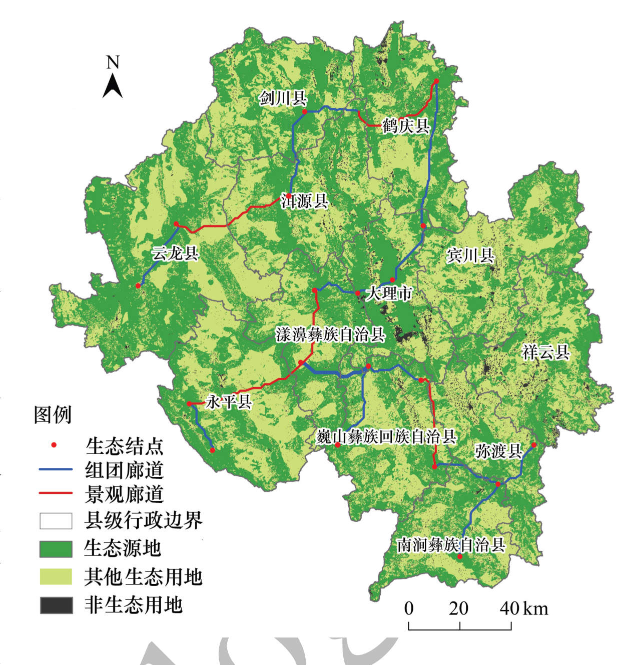


图 5　大理州关键生态廊道与生态安全源地

Fig.5　Key ecological corridors and ecological security sources in Dali Prefecture

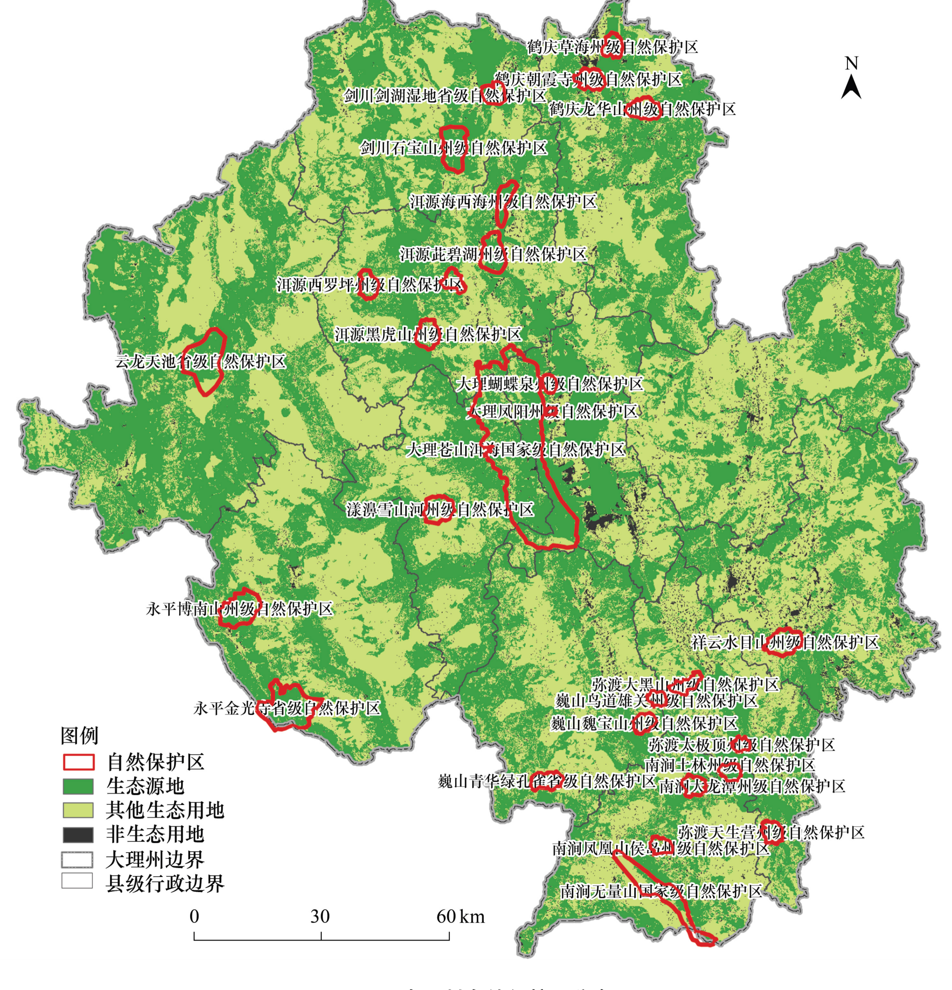


图 6　大理州自然保护区分布

Fig.6　Distribution of nature reserves in Dali Prefecture

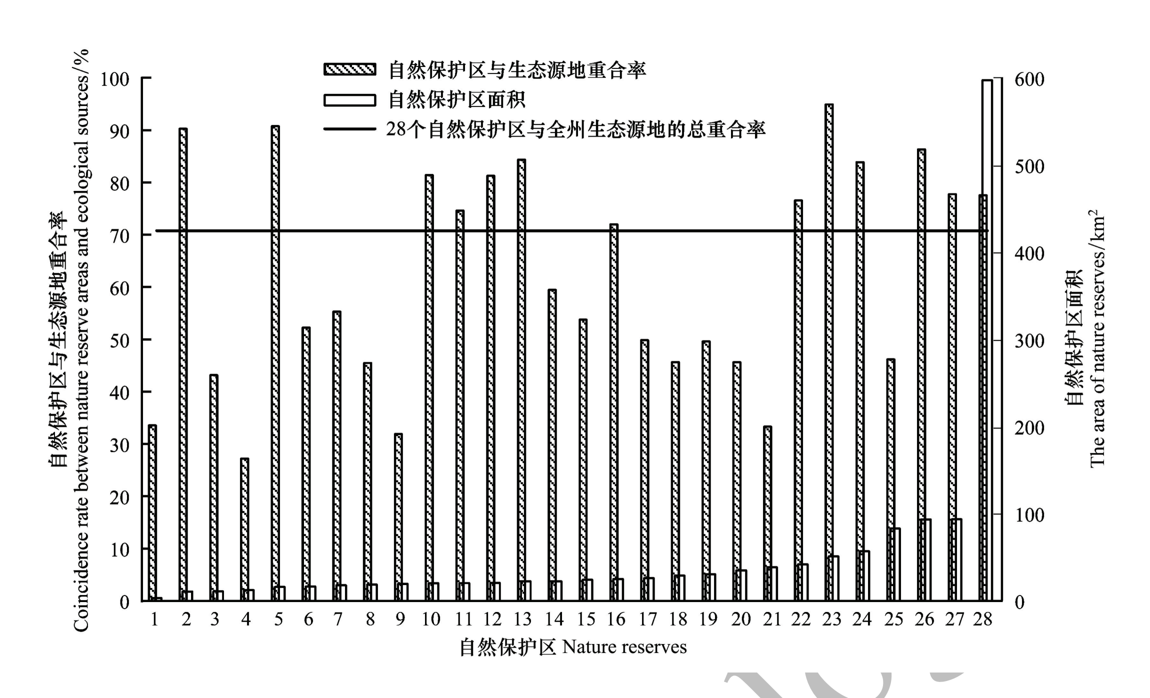


图 7　大理州自然保护区与生态源地重合率

Fig.7　Area ratio of nature reserves covered by ecological source

景观格局指数调整绿地系统景观安全格局,指导场地建设规划[28]。目前,生态安全格局的可信度验证仍是一个持续受关注的问题,生态源地特征属性的动态监测[19]、已构建格局数量和质量的双重评估[13]或成未来生态安全格局构建有效性评价的发展指向。此外,如何将生态安全格局更好地应用于城市规划、建设用地适宜性开发、生态功能分区、城市生态管制分区等,亦成为下一步研究中有待深入探讨的理论与实践相结合的问题。

此外需要说明的是,在廊道构建方面,理论上廊道的宽度设置会直接影响廊道生态功能的发挥[22],如果达不到一定的宽度,不但起不到保护对象的作用,反而为外来物种的入侵创造条件。廊道内部种和边缘种的多样性格局随廊道宽度的不同而变化,对城市生物多样性保护有着重要意义。实际操作中,考虑到研究区域的物种多样性,本文未对廊道宽度进行特定设置,仅基于最小累积阻力模型得到相应的线廊道,以侧重基于生态学过程识别出适宜生态流传递的空间位置。

5　结语

本文以大理白族自治州为研究区,依循景观生态学原理与方法,聚焦城市扩张的生态约束和区域生态保护的典型问题,基于生态重要性评价识别源地,基于生态敏感性分析构建生态阻力面,应用最小累积阻力模型识别关键生态廊道,以期提升山地城镇发展的生态安全保障,为城镇建设开发提供依据。研究表明,大理州生态安全源地总面积约为 14416.64 km^2,占全州面积的 50.93%,主要分布在大理市的苍山、漾濞县的东北部、永平县的西部、南涧县的南部以及云龙县的中部地区;关键生态廊道分组团廊道和景观廊道两类,分别长 404.7 km 和 208.4 km,以“一轴三带”形式呈树状辐射分布。在低丘缓坡建设开发中,生态安全格局将成为大理州用地选择及城镇扩张的刚性格局,生态源地与生态廊道应设为禁止建设区并予以最严格的保护。

生态安全格局构建旨在针对复杂生态环境问题,甄别维持生态系统结构、功能和过程完整性的空间地域,并控制有害人类干扰,适当开展有益于退化生态系统恢复的干预措施,从而形成城市自然生命支持系统的刚性格局以保障区域生态安全[12,44-45]。结合到研究区的生态本底、区域产业发展及资源开发利用现状,大理州生态安全格局的保障可从控制污染、降低干扰、促进修复等方面入手,加大对洱海重点流域污染整治、建设生态公益林和水土保持林,治理水土流失;综合整治自然保护区、风景名胜区的服务业污染,控制低环境容量景

点/区的游客数量,降低对自然环境的胁迫;同时完善生态补偿制度,增强低丘缓坡建设开发及旅游资源利用的利益相关者维护区域生态系统的积极性和主动性,以期综合提升生态安全保障水平,支持和服务于山地城镇建设开发及区域可持续发展。

参考文献(References):

[1] Li Y F, Sun X, Zhu X D, Cao H H. An early warning method of landscape ecological security in rapid urbanizing coastal areas and its application in Xiamen, China. Ecological Modelling, 2010, 221(19): 2251-2260.

[2] Lovell S T, Taylor J R. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. Landscape Ecology, 2013, 28(8): 1447-1463.

[3] 俞孔坚, 王思思, 李迪华, 李春波. 北京市生态安全格局及城市增长预景. 生态学报, 2009, 29(3): 1189-1204.

[4] 肖笃宁, 陈文波, 郭福良. 论生态安全的基本概念和研究内容. 应用生态学报, 2002, 13(3): 354-358.

[5] Yu K J. Security patterns and surface model in landscape ecological planning. Landscape and Urban Planning, 1996, 36(1): 1-17.

[6] 关文彬, 谢春华, 马克明, 牛健植, 赵玉涛, 汪西林. 景观生态恢复与重建是区域生态安全格局构建的关键途径. 生态学报, 2003, 23(1): 64-73.

[7] Dramstad W E, Olson J D, Forman R T T. Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning. 2nd ed. Harvard: Island Press, 1996.

[8] 陈星, 周成虎. 生态安全: 国内外研究综述. 地理科学进展, 2005, 24(6): 8-20.

[9] 欧定华, 夏建国, 张莉, 赵智. 区域生态安全格局规划研究进展及规划技术流程探讨. 生态环境学报, 2015, 24(1): 163-173.

[10] 俞孔坚, 李海龙, 李迪华, 乔青, 奚雪松. 国土尺度生态安全格局. 生态学报, 2009, 29(10): 5163-5175.

[11] 苏泳娴, 张虹鸥, 陈修治, 黄光庆, 叶玉瑶, 吴旗韬, 黄宁生, 匡耀求. 佛山市高明区生态安全格局和建设用地扩展预案. 生态学报, 2013, 33(5): 1524-1534.

[12] 马克明, 傅伯杰, 黎晓亚, 关文彬. 区域生态安全格局: 概念与理论基础. 生态学报, 2004, 24(4): 761-768.

[13] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 吴健生. 区域生态安全格局构建研究进展与展望. 地理研究, 2017, 36(3): 407-419.

[14] 尹海伟, 孔繁花, 祈毅, 王红扬, 周艳妮, 秦正茂. 湖南省城市群生态网络构建与优化. 生态学报, 2011, 31(10): 2863-2874.

[15] 王洁, 李锋, 钱谊, 殷春雪. 基于生态服务的城乡景观生态安全格局的构建. 环境科学与技术, 2012, 35(11): 199-205.

[16] 李宗尧, 杨桂山, 董雅文. 经济快速发展地区生态安全格局的构建——以安徽沿江地区为例. 自然资源学报, 2007, 22(1): 106-113.

[17] 杨姗姗, 邹长新, 沈渭寿, 沈润平, 徐德琳. 基于生态红线划分的生态安全格局构建——以江西省为例. 生态学杂志, 2016, 35(1): 250-258.

[18] 周锐, 王新军, 苏海龙, 娄翼来. 平顶山新区生态用地的识别与安全格局构建. 生态学报, 2015, 35(6): 2003-2012.

[19] 吴健生, 张理卿, 彭建, 冯喆, 刘洪萌, 赫胜彬. 深圳市景观生态安全格局源地综合识别. 生态学报, 2013, 33(13): 4125-4133.

[20] 李晖, 易娜, 姚文璟, 王思琪, 李志英, 杨树华. 基于景观安全格局的香格里拉县生态用地规划. 生态学报, 2011, 31(20): 5928-5936.

[21] Fu W, Liu S L, Degloria S D, Dong S K, Beazley R. Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. Landscape and Urban Planning, 2010, 95(3): 122-129.

[22] 陈昕, 彭建, 刘焱序, 杨旸, 李贵才. 基于"重要性-敏感性-连通性"框架的云浮市生态安全格局构建. 地理研究, 2017, 36(3): 471-484.

[23] 彭建, 郭小楠, 胡熠娜, 刘焱序. 基于地质灾害敏感性的山地生态安全格局构建——以云南省玉溪市为例. 应用生态学报, 2017, 28(2): 627-635.

[24] Wang J T, Peng J, Zhao M Y, Liu Y X, Chen Y Q. Significant trade-off for the impact of Grain-for-Green Programme on ecosystem services in North-western Yunnan, China. Science of the Total Environment, 2017, 574: 57-64.

[25] 彭建, 谢盼, 刘焱序, 胡晓旭. 低丘缓坡建设开发综合生态风险评价及发展权衡——以大理白族自治州为例. 地理学报, 2015, 70(11): 1747-1761.

[26] 彭建, 胡熠娜, 吕慧玲, 郦天昳, 陈昕. 基于要素-结构-功能的生态功能分区——以大理白族自治州为例. 生态学杂志, 2016, 35(8): 2251-2259.

[27] Peng J, Du Y Y, Liu Y X, Hu X X. How to assess urban development potential in mountain areas? An approach of ecological carrying capacity in the view of coupled human and natural systems. Ecological Indicators, 2016, 60: 1017-1030.

[28] 李阳菊, 马立辉, 赖杨阳, 王海洋. 重庆合川区城乡绿地系统景观生态安全格局分析. 西南农业大学学报: 社会科学版, 2010, 8(3): 1-4.

[29] 李咏红, 香宝, 袁兴中, 刘孝富. 区域尺度景观生态安全格局构建——以成渝经济区为例. 草地学报, 2013, 21(1): 18-24.

[30] 蒙吉军, 王雅, 王晓东, 周朕, 孙宁. 基于最小累积阻力模型的贵阳市景观生态安全格局构建. 长江流域资源与环境, 2016, 25(7):

1052-1061.

[31] 杨子生, Liang L H, 王云鹏. 基于水土流失防治的云南金沙江流域土地利用生态安全格局初探. 山地学报, 2003, 21(4): 402-409.

[32] 赵凯, 李晖, 朱雪. 基于生态安全格局的云南省福贡县城空间扩张研究. 热带地理, 2008, 28(6): 529-533.

[33] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. "源""汇"景观理论及其生态学意义. 生态学报, 2006, 26(5): 1444-1449.

[34] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 肖玉, 陈操. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法. 自然资源学报, 2008, 23(5): 911-919.

[35] 李月臣, 刘春霞, 闵婕, 王才军, 张虹, 汪洋. 三峡库区生态系统服务功能重要性评价. 生态学报, 2013, 33(1): 168-178.

[36] 王治江, 李培军, 万忠成, 王延松, 董丽新, 陈大光. 辽宁省生态系统服务重要性评价. 生态学杂志, 2007, 26(10): 1606-1610.

[37] Li Y F, Shi Y L, Qureshi S, Bruns A, Zhu X D. Applying the concept of spatial resilience to socio-ecological systems in the urban wetland interface. Ecological Indicators, 2014, 42: 135-146.

[38] 王学志, 徐卫华, 欧阳志云, 张晋东. 汶川地震对都江堰地区大熊猫生境的影响. 生态学报, 2008, 28(12): 5856-5861.

[39] 杜悦悦, 彭建, 赵士权, 胡智超, 王仰麟. 西南山地滑坡灾害生态风险评价——以大理白族自治州为例. 地理学报, 2016, 71(9): 1544-1561.

[40] 环境保护部, 中国科学院. 全国生态功能区划(修编版). 北京: 环境保护部, 2015.

[41] Toumi S, Meddi M, Mahe G, Brou Y T. Remote sensing and GIS applied to the mapping of soil loss by erosion in the Wadi Mina catchment. Hydrological Sciences Journal, 2013, 58(7): 1542-1558.

[42] 安超, 沈清基. 基于空间利用生态绩效的绿色基础设施网络构建方法. 风景园林, 2013(2): 22-31.

[43] 李薇. 基于生态足迹判定的武汉科技新城景观生态安全格局分析[D]. 武汉: 华中农业大学, 2006.

[44] 黎晓亚, 马克明, 傅伯杰, 牛树奎. 区域生态安全格局: 设计原则与方法. 生态学报, 2004, 24(5): 1055-1062.

[45] 王旭熙, 彭立, 苏春江, 徐定德, 陈田田. 基于景观生态安全格局的低丘缓坡土地资源开发利用——以四川省泸县为例. 生态学报, 2016, 36(12): 3646-3654.